

EL PAPEL DE LOS BOSQUES MADUROS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD



**GRUPO DE CONSERVACIÓN
EUROPARC - España**

Versión mayo 2015

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
2. EL CONCEPTO DE BOSQUE MADURO	3
3. BOSQUE O RODAL. LA IMPORTANCIA DE LA ESCALA.....	7
4. LOS BOSQUES MADUROS Y LA DINÁMICA FORESTAL	8
5. BIODIVERSIDAD ASOCIADA A LOS BOSQUES MADUROS.....	13
6. LOS BOSQUES MADUROS EN ESPAÑA.....	15
7. EVALUACIÓN DE LA MADUREZ	16
8. CONCLUSIONES Y RETOS DE FUTURO	18
9. GLOSARIO	20
10. BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	21

CITA RECOMENDADA:

EUROPARC-España. 2015. *El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad*. Grupo de Conservación de EUROPARC-España. [<http://www.redeuroparc.org/gestionforestal.jsp>]

Este artículo resume la actividad actual del grupo de trabajo sobre bosques del Grupo de Conservación de EUROPARC-España, que ha sido posible gracias al apoyo de entidades como la Fundación Biodiversidad, el Parc Natural del Alt Pirineu (Generalitat de Catalunya) y la Diputación Provincial de Teruel.

Han participado en su redacción:

Álvaro Hernández (Gobierno de Aragón)
Oscar Schwendter (Bioma Forestal)
Enrique Arrechea (Gobierno de Aragón)
Josep María Forcadell (Generalitat de Catalunya)
Daniel Guinart (Diputació de Barcelona)
Ángel Vela (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha)

Coordinación: José Antonio Atauri (Oficina Técnica de EUROPARC-España)

EL PAPEL DE LOS BOSQUES MADUROS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

1. INTRODUCCIÓN

Los “*bosques primarios*”, aquellos que se han desarrollado sin perturbaciones antropogénicas, y que cubrieron un 80% de la superficie de Europa al final de la última glaciación, son hoy extremadamente escasos. El intenso uso del territorio por el ser humano desde aquel momento ha conducido a que en la actualidad en Europa no existan prácticamente bosques libres de la intervención del hombre, salvo algunos enclaves en los montes Urales y los Cárpatos.

El manejo selvícola y los usos del suelo han llevado a que en Europa predominen bosques jóvenes y largamente intervenidos: “*bosques secundarios*”. Son aquellos que han sido sometidos a intervención humana, ya sea intensa - mediante corta y plantación por ejemplo - , o mediante el aprovechamiento sostenido de sus recursos, incluso mediante intervenciones que buscan la regeneración natural. La posibilidad de que estos bosques lleguen a alcanzar las características de un bosque primario tras un prolongado período de tiempo sin intervención es aún objeto de estudio y debate (Paillet et al. 2015).

Se estima que restan entre 15 y 20 millones de hectáreas de bosques con un bajo nivel de intervención antrópica, localizados fundamentalmente en la taiga rusa (Halkka y Lappalaie, 2001), que ocupan únicamente un 5% de la superficie forestal total de Europa. En la cuenca mediterránea esta proporción es aún menor, puesto que se estima que únicamente el 2% de la vegetación original permanece relativamente inalterada: la superficie de bosques inalterados alcanza 1,6 millones de hectáreas, concentrada en Turquía y Bulgaria (FAO, 2013). Más aún, en los países con mayor desarrollo la proporción disminuye: en Francia únicamente el 0,2% de la superficie boscosa corresponde a bosques no alterados, situados en zonas de muy difícil acceso (Barthod y Trouvilliez, 2002).

Por estos motivos, en los últimos años los bosques “viejos” o “maduros”¹ vienen siendo objeto de gran interés, y de una intensa actividad investigadora, aunque el grado de conocimiento varía mucho según las distintas regiones biogeográficas (Burrascano et al., 2013). La mayor parte de de la investigación se ha

¹ En la literatura científica se han propuesto una multitud de términos como bosques maduros, vírgenes, naturales, prístinos, etc. La expresión “old-growth forest” es la más utilizada, especialmente en Norteamérica (Wirth et al. 2009), si bien en Gran Bretaña se utiliza también la expresión “ancient forest” o “ancient woodland”. La FAO (2012) reconoce hasta 99 términos diferentes bajo el epígrafe “old-growth”. Se ha traducido al italiano como “foresta vetusta”, al francés como “forêts anciennes” y al alemán como “urwald”. En castellano existe hasta la fecha cierta confusión y se ha utilizado tanto la denominación de “bosques maduros” como la de “bosques viejos”. En este documento se propone clarificar la terminología en castellano, restringiéndola a “bosque maduro” y “rodal viejo” (ver Glosario).

desarrollado en ecosistemas templados y boreales, y en la gran mayoría de los casos, sometidos a perturbaciones frecuentes y de poca intensidad, y particularmente libres de daños por fuego. Son muy escasos los estudios de bosques maduros en los que existe un régimen de perturbaciones en el que el fuego tiene un papel relevante, y estos se han realizado en el continente americano en ecosistemas dominados por coníferas (Cortés et al., 2012). En estos casos se pone de manifiesto que el fuego es un componente clave en la dinámica forestal (Binkley et al., 2007; Fiedler et al., 2007).

En la cuenca mediterránea puede afirmarse que en la actualidad no se dispone de conocimiento científico suficiente sobre bosques maduros en ecosistemas mediterráneos, en los que el fuego tiene un papel importante como evento renovador - tanto en bosques de coníferas como de fagáceas y otras frondosas (Mansourian et al., 2013). Así los estudios en ambientes mediterráneos, centrados en Francia e Italia generalmente se refieren a ecosistemas mésicos como hayedos o abetales. En España, los escasos estudios realizados en este campo se han centrado también en masas atlánticas o pirenaicas (Antor y Gracia, 1994; Bosch et al., 1992; Gil, 1989; Rozas, 2001, 2004, 2005; Rozas y Hernández, 2000).

En consecuencia, es manifiesta la necesidad de investigar unas bases comunes que permitan definir la “naturalidad” en las masas forestales (Lorber y Vallauri, 2007) y la “madurez” en diferentes condiciones ambientales, y evaluar la necesidad de una caracterización de los bosques maduros en climas mediterráneos (Chirici y Nocentini, 2010).



Abetal senescente en el Pirineo aragonés. Foto: Álvaro Hernández

2. EL CONCEPTO DE BOSQUE MADURO

El estudio de los bosques maduros parte de la premisa de que los ecosistemas arbolados cambian permanentemente y persisten a lo largo de muy prolongados periodos de tiempo debido a la alta longevidad de las especies clave que los conforman: los árboles. Durante este tiempo el ecosistema se desarrolla desde su establecimiento hasta alcanzar un estado de madurez, y de forma paralela cambian su composición, su estructura y sus funciones (Franklin y Spies, 1991).

En contraste con los bosques primarios, los bosques maduros pueden ser bosques secundarios en los que ha cesado la intervención humana, por lo que pueden llegar a tener características de madurez propias de los bosques primarios (MCPFE, 2007).

Las definiciones de bosque maduro son variadas y se han abordado desde múltiples enfoques: estructurales y de composición específica (Rotherham, 2011), históricos - en los que se pone el acento en la continuidad durante largo tiempo de la cubierta arbolada - (Vallauri et al, 2012), basados en la teoría de la sucesión ecológica; o incluso en los procesos ecológicos, no siendo raro que se empleen varios de estos criterios a la vez (Frelich y Reich, 2003; Hilbert y Wiensczyk, 2007; Wirth et al., 2009).

La mayoría de las definiciones actuales pueden englobarse en tres grupos (Spies y Franklin, 1988; Hunter, 1989; Wells et al., 1998; Messier y Kneeshaw, 1999; Kimmins, 2003): el primero enfatiza las características estructurales y de composición; el segundo subraya los procesos sucesionales que conducen a la etapa madura, y que en la actualidad la mantienen; y el tercer grupo resume los criterios relacionados con los procesos biogeoquímicos (Wirth et al., 2009).

A continuación se repasan las principales características de cada grupo:

Definiciones estructurales

Se basan en la descripción de las distribuciones de edad y de tamaño, y de los patrones de distribución espacial, tanto de árboles vivos como muertos (Wells et al., 1998). Entre estos indicadores, los datos de estructura de edad son los más valiosos ya que están relacionados de manera directa con las tasas de nacimiento y muerte que causan la estructura demográfica.

Esta aproximación es la más utilizada, y parte de la idea de que los atributos estructurales son resultado de los aspectos funcionales característicos de los bosques maduros (Spies y Franklin, 1988; Franklin y Spies, 1991; Marcot et al., 1991; Holt y Steeger, 1998; Kneeshaw y Burton, 1998; Wells et al., 1998; Braumandl y Holy, 2000), como por ejemplo: grandes y viejos árboles, un dosel de numerosas capas de vegetación, abundantes y grandes tocones, diversa comunidad de árboles, gran edad de algunos árboles, huecos en el dosel, microtopografía de pequeñas elevaciones causadas por

el derribo de árboles, estructura compleja, amplio espacio entre árboles, y un incremento en la cobertura del sotobosque.

Una de las principales limitaciones de este enfoque es que los indicadores estructurales se han desarrollado para caracterizar la apariencia de bosques maduros en un limitado conjunto de tipos de bosques (Spies, 2004). La distribución de diámetros se emplea normalmente como una aproximación de la distribución de edades. Sin embargo, las series de datos de edad y tamaño están a menudo pobremente correlacionadas (Schulze et al., 2005).

La caracterización estructural de madera muerta en términos de tamaño, abundancia y estado de descomposición no es un buen indicador de condiciones de madurez, a no ser que esté acompañado por información adicional sobre la permanencia de la estructura y la historia del bosque. Además, se debe considerar que las tasas de descomposición varían en función de la región biogeográfica, de manera que en climas húmedos y cálidos son elevadas, por lo que las reservas de madera muerta en bosques tropicales son generalmente bajas (Wirth et al., 2009). En ambientes mediterráneos la tasa de descomposición de la madera puede ser hasta cinco veces más rápida que bajo clima boreal, debido a la mayor temperatura media (Lombardi et al, 2010, 2013).

Por otro lado, diferentes autores consideran que no pueden emplearse las características estructurales como un único criterio para identificar los bosques maduros (Barnes, 1989) ya que el grado de madurez y su apariencia está afectada por la productividad del lugar (Carleton y Gordon, 1992; Day y Carter, 1990) y las especies arbóreas involucradas. La crítica más común a las definiciones basadas en la estructura, es que fallan en reconocer la dinámica natural de un ecosistema forestal. Se considera que la estructura de un bosque maduro varía en función de muchos factores (Boyce, 1995) y esta definición no puede ser aplicada en cualquier tipo de bosque (Carleton, 2003).

Definiciones sucesionales

Se basan en la teoría de la sucesión ecológica, contemplando tanto las rutas sucesionales que han dado lugar al bosque maduro como los procesos que lo mantienen. Según Oliver y Larson (1996), *“la madurez (true old-growth) describe estadios exclusivamente formados por árboles que se han desarrollado en ausencia de procesos alogénicos”*. Con “procesos alogénicos”, se hace referencia a perturbaciones a gran escala como el fuego o importantes derribos, los cuales tienen el potencial de conducir a la sucesión secundaria, pero excluye las continuas fuerzas externas como los cambios en el clima.

Otros criterios sucesionales interpretan el rodal viejo como la fase correspondiente a la desaparición de la primera cohorte de individuos, sustituidos por especies características de estados más avanzados de la sucesión que llegaron después (Wirth et al., 2009), o bien como aquel que está compuesto por

especies tolerantes a la sombra, como resultado del proceso sucesional, que se regeneran en pequeños claros (*Climax old-growth*: Frelich, 2002).

Otras definiciones sucesionales ponen de relieve los procesos que mantienen el bosque maduro, como el tipo de perturbaciones predominantes o la elevada tolerancia a condiciones umbrófilas de las especies dominantes (Mosseler et al., 2003).

Sin embargo, este tipo de definiciones ignoran aspectos estructurales y para su aplicación es necesario conocer la composición del bosque, su establecimiento y su historia.

Definiciones biogeoquímicas

Emplean criterios para cuantificar los procesos ecológicos que indican la madurez del sistema: ciclos de nutrientes cerrados, reducida producción primaria neta de árboles, acumulación neta de biomasa cero, e incremento de la diversidad del sotobosque. Sin embargo, aunque estas cuantificaciones sean representativas de condiciones de madurez, la obtención de la mayoría de estos parámetros requiere un trabajo de campo exhaustivo y una costosa instrumentación que dificultan mucho su utilización fuera del ámbito experimental (Sala et al., 2000).

En cualquier caso no existen unos parámetros únicos para caracterizar los bosques maduros, lo cual, dada la enorme diversidad de ecosistemas arbolados, no es posible ni deseable (Mosseler, 2003; Spies, 2004; Wirth et al., 2009; Burrascano et al., 2013). No obstante existe un cierto consenso en una serie de descriptores estructurales de madurez, que son probablemente las características más significativas y observables en todos los bosques maduros (Fiedler et al., 2007). Entre ellas destacan:

1. Un cierto envejecimiento, con la existencia de pies de especies correspondientes a estados sucesionales avanzados con una edad cercana al límite impuesto por su longevidad, y una edad media del rodal del orden de la mitad de dicha longevidad. Esta alta edad se manifiesta generalmente en la existencia de un elevado número de pies de grandes dimensiones.
2. Una composición y estructura debidas a dinámicas naturales de regeneración por pequeñas perturbaciones: estructura de masa irregular, existencia de huecos en el dosel, regeneración de especies tolerantes a la sombra, presencia de variadas especies. La composición específica del sotobosque está dominada por especies nemorales asociadas a la existencia continua de cubierta en un rodal a lo largo del tiempo y tiene poca representación de pratenses, arvenses y ruderales.
3. Existencia de importantes cantidades de madera muerta en pie y en el suelo en variados estados de descomposición.

4. Existencia de diversificación vertical: aparición de varios estratos diferenciados o bien una estructura irregular pura que lleva a la existencia de pies de todas las alturas.
 5. Ausencia de intervenciones antrópicas, o bien que estas hayan dejado de realizarse hace décadas.
- Los bosques maduros deben estar sujetos únicamente a perturbaciones autogénicas.

En los ecosistemas en los que el fuego tiene un papel relevante estas características se ven en cierta medida alteradas siendo normal que en los bosques maduros aparezcan árboles viejos, pero no siempre de gran tamaño; baja densidad del arbolado, que aparece en distribuciones agrupadas; cantidades modestas de madera muerta, ya sea en pie o en el suelo; doseles ligeramente abiertos: alta diversidad y biomasa en el sotobosque y bajo nivel de regeneración arbórea; y ciclos de nutrientes lentos (Egan, 2007; Fiedler et al., 2007).



Rodal viejo de *Pinus halepensis* en la provincia de Zaragoza. Foto: Enrique Arrechea

3. BOSQUE O RODAL. LA IMPORTANCIA DE LA ESCALA

No se puede realizar una definición completa del concepto de “bosque maduro” sin tener en cuenta consideraciones a escala de paisaje. Una de las definiciones más actuales y más cercanas a nuestra realidad ecológica se ha desarrollado en Italia, y define a los bosques maduros como: *bosques en los que las perturbaciones antrópicas están ausentes y en los que la dinámica natural crea un mosaico de rodales en todas las fases de desarrollo, incluso las senescentes* (Blasi et al, 2010).

La definición pone de manifiesto la diferencia entre el *bosque*, ecosistema que necesita una gran superficie para que en él se presenten todos los procesos ecológicos característicos y soporte elementos de biodiversidad forestal con grandes requerimientos de espacio, y los *rodales* que lo componen, algunos de los cuales se presentarán en sus últimas fases dinámicas, caracterizadas por la existencia de grandes árboles, de elevada edad, presencia de madera muerta tanto en pie como en el suelo, y una composición de plantas vasculares acorde con el contexto biogeográfico y que contiene especies altamente especializadas relacionadas con la regeneración en claros y los microhábitats resultantes de una alta heterogeneidad estructural.

En esta perspectiva de paisaje debe incorporarse además el papel de las perturbaciones, en particular el régimen de perturbaciones dominante (Spies et al., 1996): las perturbaciones que eliminan los subpisos inducen dinámicas de regeneración muy diferentes a aquellas que no afectan a los estratos inferiores del rodal. En este sentido cabe plantearse cuál es el grado máximo de madurez que pueden alcanzar los ecosistemas mediterráneos, sometidos a una intensa sequía, a los efectos del pastoreo, y caracterizados en muchas ocasiones por estar presente el fuego como principal agente renovador.

El ciclo silvogenético puede ser aún más largo en el caso de perturbaciones de gran intensidad, puesto que a la instalación de una formación de especies pioneras, y la correspondiente etapa de exclusión seguirá la reposición de especies tolerantes y su desarrollo, la regeneración de éstas y la muerte de la generación de especies pioneras que ocupó inicialmente el espacio, y por fin el desarrollo hacia la madurez en una formación dominada por las especies tolerantes.

En definitiva, como resultado de las perturbaciones, el bosque maduro va a estar compuesto simultáneamente por rodales o bosquetes en todas las fases de desarrollo, formando su conjunto una estructura heterogénea a modo de mosaico (Schwendtner y Cárcamo, 2010).

4. LOS BOSQUES MADUROS Y LA DINÁMICA FORESTAL

4.1. El ciclo silvogenético.

Las propiedades estructurales y ecológicas que caracterizan a los bosques maduros van apareciendo gradualmente en el tiempo, y son el resultado de la dinámica propia del ecosistema, en un ciclo continuo que se reinicia constantemente.

Las fases de desarrollo son las sucesivas etapas que caracterizan las estructuras por las que va pasando una generación en la vegetación dominante en ausencia de perturbaciones de importancia, desde su origen tras una renovación completa del vuelo hasta la muerte de todos los individuos de la generación inicial. Además las fases de desarrollo corresponden a diferencias en los principales procesos ecológicos que tienen lugar en el ecosistema arbolado.

El ciclo se inicia cuando, tras una perturbación y la consiguiente liberación de espacio vegetativo, se produce la **“ocupación”** de dicho espacio por una nueva generación de plantas. Las características de la ocupación van a estar muy influidas por las propias características de la perturbación, por el legado biológico superviviente, las características propias del lugar (tipo de suelo, pendiente, etc) y las condiciones del entorno. En la fase de ocupación van a intervenir todas las especies presentes en el ecosistema a través de bancos de semillas, individuos supervivientes a la perturbación, y propágulos importados desde zonas adyacentes no perturbadas.

Tras la ocupación, las especies instaladas van a utilizar sus estrategias vitales para competir. En particular los árboles, aprovechando la mayor talla y longevidad frente a herbáceas y matorrales, van a ir ganando altura y biomasa, hasta cerrar por completo un dosel por encima del suelo. Se trata de la **fase de superación y cierre del dosel arbóreo**. Durante esta fase continúa la acumulación de biomasa, que claramente empieza a ser mayoritaria en el estrato arbolado.

Una vez que se alcanza el cierre del dosel comienza la **fase de exclusión**: la competencia interespecífica se acentúa, sobre todo entre el estrato arbóreo y el resto de estratos, que se ven privados de la luz dando lugar a la eliminación de especies intolerantes a la sombra, a la par que entre el arbolado se establece una fuerte competencia inter e intraespecífica que lleva a la mortalidad por autoaclareo de parte de los individuos, por lo que también se denomina a esta fase como de “exclusión de fustes”.

A partir de este momento y durante un largo plazo se entra en una **fase de transición** (Bormann y Likens, 1979; Oliver y Larson, 1996) o **maduración** (Franklin et al, 2002; Spies y Franklin, 1996) durante la cual tiene lugar la diversificación horizontal y vertical de la estructura del rodal que da lugar a la diversificación de los nichos ecológicos disponibles (Carey y Curtis, 1996)

La culminación de los árboles del dosel superior y la instalación de subpisos van a dar lugar a dinámicas de relevo, determinadas por la longevidad de las especies presentes y el régimen de perturbaciones. Si no se producen perturbaciones intensas, se produce el relevo gradual de los pies del dosel, que van muriendo, por los pies de los subpisos que en general serán de especies más tolerantes a la sombra que las que componían el dosel inicial.

La liberación de espacio vegetativo que supone tanto la mortalidad de pies por competencia como el desarrollo en altura del arbolado, propician las condiciones para el inicio de la instalación de plantas tolerantes a la sombra, apareciendo subpisos o golpes de regeneración a la espera. Con el paso del tiempo los pies del arbolado adulto experimentan la culminación de su crecimiento en altura y algunos de ellos empiezan a morir, bien por alcanzar su longevidad máxima, bien por la ocurrencia de perturbaciones. Los huecos creados serán ocupados por pies de los subpisos; o bien, si las perturbaciones son de gran tamaño, se reiniciará el ciclo por completo.

El desarrollo de subpisos, de los pies que relevan a los adultos en los huecos creados en el dosel, de herbáceas y matorral en los huecos de más tamaño, etc., conllevan la diversificación estructural del rodal, y en particular la ocupación de todo el perfil vertical.

Por otro lado, el crecimiento de una parte de los pies supervivientes de la generación inicial lleva a que alcancen grandes tamaños, acumulando el mayor porcentaje de la biomasa existente en el conjunto del ecosistema, a la par que la muerte de otra parte de esta generación lleva a la acumulación de grandes volúmenes de madera muerta en pie y en el suelo.

El gran tamaño y edad de los pies hace que en ellos se hayan producido roturas, oquedades, cambios en sus cortezas, etc., lo que unido a la diversificación estructural lleva a que la oferta de nichos ecológicos sea alta, siendo ocupados por taxones especializados.

En este momento se alcanza la **fase de senescencia**, en la que aparece una variada vegetación, árboles de gran tamaño (normalmente muy espaciados) mezclados con pies más jóvenes de todas las edades, cuyas copas ocupan todo el perfil vertical, y una gran cantidad de biomasa muerta, tanto en pie, ya sean árboles enteros o pies tronchados, como en el suelo (Oliver y Larson, 1996), como consecuencia de la muerte de los pies de mayor edad.

Esta fase podrá alargarse en el tiempo mediante una dinámica de reemplazo en pequeños huecos, y la subsiguiente maduración de los pies que van relevando, o colapsar totalmente con una perturbación de mayor intensidad, dando lugar al reinicio del ciclo.

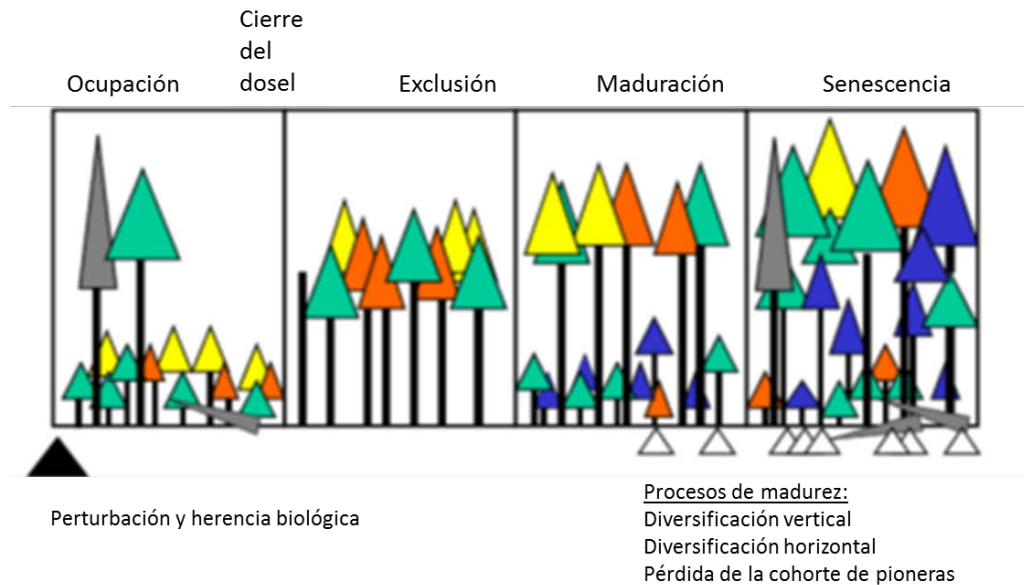


Figura 1. Principales propiedades estructurales en cada una de las fases del ciclo silvogenético.

4.2. El manejo forestal y el ciclo silvogenético

El manejo forestal más habitual, dirigido principalmente a la obtención de madera, se basa en aprovechar los bosques cuando éstos aún están plenamente vigorosos, renovando constantemente el sistema e impidiendo que llegue a la senescencia. Por lo tanto, la explotación forestal causa una transformación importante en las características estructurales del bosque. Básicamente se produce un rejuvenecimiento continuo de la masa forestal, adelantándose mediante diferentes tipos de cortas a las perturbaciones (derribos, incendios, plagas) que de modo natural provocarían cíclicamente la apertura de huecos de mayor o menor tamaño en el dosel, permitiendo ese rejuvenecimiento sin solución de continuidad (Figura 1).

En la terminología forestal, la fase de ocupación correspondería con las de “diseminado y monte bravo”, y la de superación y cierre del dosel con el “monte bravo”. La fase de exclusión comprende los estados de “latizal” y “fustal joven”, siendo el “fustal alto” el correspondiente al inicio del proceso de maduración descrito anteriormente. Normalmente este es el punto en el que se lleva a cabo las cortas de regeneración y por tanto se reinicia el ciclo, por lo que las fases de maduración y senescencia están ausentes de los bosques manejados (y de la terminología forestal). Este desfase entre ambos ciclos ocurre al producirse el máximo crecimiento de los árboles en épocas muy tempranas respecto a su longevidad. De esta forma los turnos de corta varían entre 70 y 140 años, en especies cuya longevidad natural puede ser superior a los 500 años.

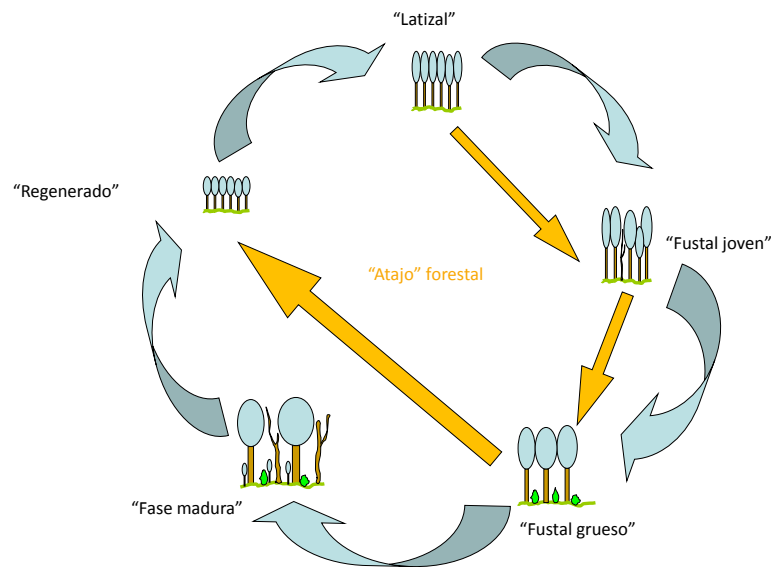


Figura 2. Esquema de las fases en el desarrollo temporal de un rodal, y aceleración o exclusión de ciertas fases por la gestión forestal. Exclusión sistemática de la fase senescente, precisamente la que tiene mayor trascendencia para la conservación de especies amenazadas. Modificado a partir del original en Schwendtner, 2014.

De esta manera, la gestión forestal habitual produce una simplificación de la complejidad estructural y biológica de los montes: la consecución de un aprovechamiento sostenido no siempre implica que el ecosistema forestal sea sostenible (Muñoz y Schwendtner, 2005) e incluso puede suponer una pérdida de biodiversidad (Gilg, 2005). Esta simplificación además va a tener repercusión en la estructura y composición del bosque durante largo tiempo.

Así, la comparación de riqueza específica o biodiversidad alfa en bosques europeos templados y boreales, explotados y no explotados ofrece los siguientes resultados (Paillet et al., 2010):

- La riqueza total de especies es ligeramente mayor en bosques no explotados que en bosques explotados, y especialmente en el caso de coleópteros saproxílicos, hongos, líquenes y briófitos.
- La riqueza de especies dependientes de la continuidad en el tiempo de la cobertura arbórea, y de la presencia de madera muerta y árboles grandes (briofitas, líquenes, hongos, coleópteros saproxílicos y carábidos), es afectada negativamente por la explotación del bosque.
- Por el contrario las especies de plantas vasculares se ven favorecidas, siendo mayor su riqueza en los bosques manejados.
- La diferencia en la riqueza de aves no es clara, y depende también de factores como los tipos de hábitats colindantes y la estructura del mosaico del paisaje, además de la propia estructura del rodal.

- La diferencia global en la riqueza de especies entre bosques manejados y no manejados se incrementa con el tiempo desde el abandono e indica una recuperación gradual de la biodiversidad. Esta ganancia de especies se produce significativamente en insectos saproxílicos y hongos, y puede ser mucho más lenta en el caso de líquenes y briófitos.
- Dentro de los bosques explotados, la menor riqueza de especies se encuentra en bosques sometidos a cortas a hecho, especialmente si la masa regenerada posteriormente (ya sea de forma natural o por repoblación) está formada por especies diferentes a las propias del hábitat natural en ese sitio. Sin embargo los bosques sometidos a cortas de entresaca no muestran pérdidas significativas en la riqueza de especies respecto a los bosques no explotados.

En cualquier caso hay que resaltar que estas indicaciones de Paillet y colaboradores hacen referencia a la riqueza específica, estudiada como número de especies, sin tener en cuenta su valor ecológico. El valor absoluto de biodiversidad está más relacionado con la rareza y especificidad de las especies que con su número.



Regeneración en pequeña perturbación. Foto: Enrique Arrechea

5. BIODIVERSIDAD ASOCIADA A LOS BOSQUES MADUROS

Los bosques maduros tienen unas especiales características estructurales y de composición que llevan a que sean el hábitat de especies altamente especializadas, que de otra forma no tienen cabida en el bosque, pudiendo llegar a desaparecer. De esta manera la biodiversidad forestal relacionada con fases senescentes del bosque ha llegado a hacerse tan escasa que se puede afirmar que la mayor parte de las especies amenazadas del medio forestal se localizan en bosques maduros (Schwendtner et al, 2005). Los bosques explotados de forma regular e intensa, pueden presentar ricas biocenosis pero, sin madera vieja y gruesa, las especies presentes se limitan a los taxones termófilos poco exigentes respecto a la madera muerta o a los ambientes típicamente forestales. Son los grupos más especializados en estos ambientes, como ciertos hongos ligados en general a sucesiones heterótrofas, insectos saproxílicos, algunas aves (pájaros carpinteros), y algunos mamíferos (murciélagos forestales y micromamíferos), los que se pueden ver más afectados por la inexistencia de los ambientes propios de bosques maduros, además de otros grupos animales que sin ser estrictamente especialistas en estos ambientes sí se ven favorecidos por ellos (Schwendtner et al, 2005).

La madera muerta puede presentar múltiples estados y constituye el hábitat de numerosos taxones (varios millares de especies de insectos y hongos), especializados en el aprovechamiento directo de este recurso, o bien en utilizarlo para cobijo y búsqueda de alimentación. Su descomposición libera carbono y los elementos minerales almacenados en la celulosa y la lignina para ponerlos una vez más a disposición de las plantas. Estos elementos son a menudo redistribuidos de manera uniforme alrededor de los árboles muertos debido a la acción de los hongos saproxílicos y sus redes miceliarias. La madera muerta también puede actuar como un vivero de plantones de determinadas especies (sobre todo en los bosques con una gruesa capa orgánica), habiéndose comprobado también un efecto positivo de protección de las semillas de árboles frente a patógenos (Lonsdale et al, 2008).

Este complejo hábitat cambia con el tiempo debido al proceso de descomposición y permite hablar de una sucesión asociada a dicha descomposición. Las especies potencialmente dañinas (susceptibles de comportarse como plagas o patógenos en el arbolado sano) sólo aparecen durante los dos primeros años de la sucesión, mientras que las especies más raras (frecuentemente amenazadas) aparecen sobre todo en los estados tardíos de la sucesión. A lo largo de esta sucesión se pasa de especies más especializadas en el hospedante a especies más generalistas, con lo cual pierde importancia la especie concreta de árbol y aumenta en importancia los tipos de microhábitats disponibles y el estado de descomposición (Méndez, 2009).

Otro importante microhábitat son las cavidades que proporcionan los árboles viejos y la madera muerta, así como las cavidades construidas por pájaros carpinteros (cavidades primarias). Otras aves (búhos, trepadores, etc.) y los murciélagos forestales anidan en las cavidades dejadas por los carpinteros (cavidades secundarias) o bien en cavidades naturales de los árboles, como hacen también pequeños mamíferos como lirones, garduñas o martas.

La formación de cavidades (huecos, pliegues, etc.) en árboles depende de diversos procesos, como las infecciones por hongos, los ataques por insectos, las perforaciones por termitas y pájaros carpinteros, la caída de rayos, el fuego y la caída natural de ramas, procesos que se incrementan y acumulan con la edad del árbol y por tanto son más frecuentes en rodales viejos. Así, el número y la medida de las cavidades varía con el diámetro, edad y altura del árbol, y son los árboles grandes y viejos los que están más expuestos a estos procesos de formación de cavidades.

La aparición de cavidades en el tronco solamente se da a partir de un cierto diámetro (alrededor de los 30 cm). La proporción de árboles con cavidades se incrementa de manera no lineal con el diámetro, hasta el punto que solamente el 5% de los árboles con diámetros entre 40-50 cm tienen cavidades, mientras que el 50% de los árboles con diámetros entre 70-80 cm tienen cavidades (Flaquer et al, 2007).

Existe también una relación positiva entre el tamaño del arbolado y la presencia de aves cavernícolas, que prefieren agujeros a gran altura y de pequeño tamaño para librarse de depredadores, y paredes gruesas para conseguir aislamiento, condiciones que sólo pueden ofrecer los grandes árboles. Así se considera que son necesarios árboles de más de 30 cm. de diámetro normal para que puedan ser utilizados por los pájaros carpinteros, mientras que las oquedades naturales sólo aparecen en árboles de muy elevada edad, lo que en el caso del haya se traduce en diámetros de más de 50-55 cm. (Camprodón, 2007).

En cuanto a la flora líquénica, el hecho de que los bosques maduros sean ecosistemas de alta estabilidad y que el sustrato (corteza o ritidoma) crezca durante siglos (conformando unas características físico-químicas que no se dan en los troncos más jóvenes), propicia que aparezca una flora líquénica particular de los rodales viejos, asociada a la larga continuidad ecológica. Por ello, ciertas asociaciones de líquenes pueden ser utilizadas como indicadores de esta continuidad temporal del bosque.

6. LOS BOSQUES MADUROS EN ESPAÑA

En algunos países mediterráneos como Francia (Gilg, 2005) o Italia (Blasi et al., 2010) se ha puesto en marcha, dentro de los programas de conservación de la biodiversidad, la localización y protección de bosques maduros, o de bosques con potencialidad para llegar a serlo, o en su defecto, de rodales viejos. En España son muy escasas las políticas similares si bien la Estrategia Forestal Española prevé la creación de una red de seguimiento ecológico de bosques, en la que se incluirían los bosques maduros, con una función principal de adquisición de conocimiento sobre los mismos. Por su parte algunas Comunidades Autónomas han creado Reservas Integrales en bosques maduros (Muniellos en Asturias; Aztaparreta, Lizarzoia, en Navarra).

Es en Cataluña donde más se ha desarrollado el estudio, localización y protección de rodales y bosques maduros, estimándose que no existe vegetación primaria y que los bosques con un cierto grado de madurez representan apenas un 2% de la superficie (Mallarach et al, 2013). A pesar de haber inventariado los bosques maduros de la comarca de la Garrotxa (ANEGX, 2008), del Parque Natural del Alt Pirineu (Palau y Garriga, 2013), o del Parque Natural del Montseny (Sanitjas, 2013), de haber puesto en marcha el programa SELVANS promovido por la diputación de Gerona que ha creado 58 reservas forestales (Hidalgo y Vila, 2013), o de haber elaborado un inventario de los bosques singulares de toda la comunidad autónoma (CREAF, 2011), la fuerte presión de aprovechamientos forestales amenaza la supervivencia de estos pequeños reservorios de biodiversidad (Montserrat, 2013), poniendo de manifiesto uno de los principales problemas de conservación de estos hábitats. Recientemente, la Generalitat de Catalunya ha propuesto la creación en 2015 de una “[Red de Bosques a Evolución Natural](#)”, que será una iniciativa pionera en España, junto con la identificación de rodales de referencia iniciada en Aragón, mediante la elaboración y aplicación de una metodología de identificación y caracterización de rodales forestales maduros-viejos aplicable a algunos de los hábitats de interés comunitario.

7. EVALUACIÓN DE LA MADUREZ

En principio, los bosques maduros deberían ser bosques primarios, si bien el caso generalizado en Europa es que procedan de bosques secundarios en los que se han abandonado las actividades selvícolas y el pastoreo. En la actualidad se está trabajando en el establecimiento de indicadores que permitan cuantificar este proceso, basados en la madurez (*old-growthness*: Franklin y Spies., 1991; Bauhus et al., 2009; Nocentini, 2010 / *ancientness*: Rotherham, 2011), así como en la naturalidad (*naturalness*: Gilg, 2005; Lorber y Vallauri, 2007; Mansourian et al., 2013). Se pretende identificar las características estructurales que diferencian los rodales viejos, de los rodales en fase de transición o maduración (Burrascano et al., 2013), límite por otra parte difuso.

Los rodales viejos son elementos de un gran interés como referencia en la descripción de los bosques maduros, por lo que su identificación y caracterización son objeto de gran atención (p. ej.: Goldberg *et al.* 2007). La descripción estructural de los rodales viejos puede ser una herramienta esencial para determinar el “estado de conservación” de los diferentes hábitats forestales incluidos en la Directiva Hábitats, pero también para el desarrollo de una silvicultura que imite los procesos naturales (Tíscar, 2006, 2011), en la restauración forestal, así como para promover la capacidad de adaptación al cambio climático en los bosques incrementando su heterogeneidad.

Para ello se hace necesario en primer lugar la identificación de esos lugares de referencia (en la línea de los inventarios de bosques maduros ya mencionados) y la adopción de criterios consensuados para su descripción. Existen algunas iniciativas en el desarrollo de indicadores que permitan describir de forma precisa pero sencilla y abordable la estructura y función de los rodales viejos, generalmente basadas en el concepto de naturalidad, evaluada a través de la biodiversidad presente y potencial y la influencia humana (EEA, 2014; Larrieu y Gonin, 2010; Rossi y Vallauri, 2013).

En todos los casos se opta por una descripción de la madurez basada en la definición estructural, bajo la asunción de que la estructura de la vegetación se relaciona con los procesos ecológicos - más difíciles de medir en campo - al ser resultado de los mismos.

A partir de estos trabajos, se puede avanzar una serie de parámetros estructurales y de evaluación de la influencia antrópica, a partir de los cuales empezar a acumular conocimiento sobre nuestros bosques maduros y su naturalidad. De forma resumida, los indicadores propuestos se agrupan en las siguientes categorías:

Indicadores de estructura del rodal

- Vegetación (composición de especies)
- Estructura de la masa (alturas, diámetros, espesura)
- Estratos verticales (número)
- Cantidad y calidad de madera muerta (en pie, en el suelo, tamaños, estadios de descomposición)
- Microhábitats en árboles vivos (políporos, cavidades, descortezamientos)
- Aperturas en el dosel y regeneración

Indicadores de huella humana

- Continuidad temporal del bosque y tiempo sin intervención
- Usos y explotación forestal anterior a 1956 (a partir de foto aérea)
- Indicadores de usos y gestión forestal de 1956 hasta la actualidad
- Presiones previsibles en los próximos 50 años (roturación, urbanización, etc)



Bosque de Cireres (Parc Natural Alt Pirineu). Foto. Marc Garriga

8. CONCLUSIONES Y RETOS DE FUTURO

La virtual ausencia de bosques maduros y la extrema escasez de rodales en estado de senescencia en España, junto con la constatación de que muchos de ellos (no todos) se encuentran en espacios protegidos, lugares de la Red Natura 2000 o montes de utilidad pública, hace oportuno el desarrollar metodologías para su identificación y criterios de gestión que permitan su adecuada conservación. Constituyen los hábitats forestales de mayor naturalidad disponibles, y por tanto, son un valioso referente tanto para el análisis del estado de conservación de los hábitats arbolados, como para su gestión.

Las *“Bases ecológicas preliminares para la conservación de tipos de hábitats de interés comunitario en España”* (VV.AA., 2009), en el caso de los hábitats arbolados proponen, en general, evaluar su estado de conservación mediante la comparación con la estructura y los indicadores biológicos propios de los bosques maduros (presencia de árboles grandes, de madera muerta, de distribuciones irregulares, de especies como pícidos, insectos xilófagos, etc.). De esta forma, aun reconociendo la publicación citada las grandes lagunas de conocimiento del funcionamiento de los bosques españoles, considera que cuanto más alejado esté un bosque de la situación de madurez descrita, peor será su estado de conservación.

El estudio y caracterización de rodales viejos es por lo tanto una herramienta de la mayor utilidad para establecer modelos de referencia para la evaluación del estado de conservación de los diferentes hábitats forestales de interés comunitario, y dar cumplimiento así a las obligaciones derivadas de la Directiva Hábitats.

Por ello el grupo de trabajo sobre bosques del Grupo de Conservación de EUROPARC-España inició en 2013 una línea de trabajo sobre este tema, ente cuyas conclusiones pueden señalarse las siguientes (EUROPARC-España, 2013, 2014):

- La conservación de los ecosistemas forestales exige la presencia de todas las etapas sucesionales, desde las pioneras a las etapas maduras y senescentes, en forma de mosaico a escala de paisaje.
- Los bosques maduros son una etapa esencial en la dinámica de los ecosistemas forestales, y un patrimonio muy valioso en razón de su extrema escasez, su fragilidad, la fauna y flora altamente especializada que albergan, incapaz de encontrar refugio en otros hábitats, y la imposibilidad de su recuperación tras su pérdida o alteración.
- No existe suficiente conocimiento sobre la estructura y dinámica de los bosques maduros, en especial en el ámbito mediterráneo, como para determinar el estado de conservación favorable. En particular, la aplicación de indicadores de ecosistemas templados o boreales a montes mediterráneos puede dar lugar a importantes errores. Por ello es esencial identificar rodales

maduros de referencia en todos los tipos de bosque, y no solo en condiciones ambientales desfavorables sino también en estaciones de buena calidad.

- La conservación de los bosques maduros precisa no sólo la preservación de los rodales viejos, sino la planificación y gestión de los rodales más jóvenes con el objetivo de alcanzar en el futuro mayores superficies de este tipo de ecosistemas. Aunque algunos elementos de madurez pueden conseguirse de forma acelerada mediante actuaciones de gestión (concentración del crecimiento en ciertos árboles, madera muerta, heterogeneidad espacial, presencia de especies emblemáticas), debe prestarse atención preferente al mantenimiento o restauración de los procesos ecológicos que conducen a las situaciones de madurez.
- Es muy importante mejorar la comunicación a la sociedad del valor de los bosques en general y de los bosques maduros en particular, destacando el valor de los diferentes componentes de madurez (árboles gruesos con cavidades, árboles muertos, madera en descomposición, complejidad del sotobosque) y de la gestión necesaria para mantenerlos o recuperarlos.

La aplicación del conjunto de indicadores propuesto en una muestra de rodales piloto permitirá avanzar en la valoración del estado de madurez y naturalidad de los bosques. Se identifican a medio plazo varias líneas de trabajo, como son:

- La creación de una “Red de Bosques de Referencia”, integrada por los rodales con mayores valores de naturalidad, que pueda convertirse en una referencia para la evaluación del estado de conservación de los diferentes tipos de hábitats forestales.
- El establecimiento de parcelas permanentes de seguimiento, que permitan mejorar el conocimiento de la estructura y función de los rodales viejos.
- El desarrollo de una selvicultura dirigida al mantenimiento de los valores naturales del bosque y la maximización de la naturalidad de las intervenciones que se ejecuten, así como la identificación de las medidas de gestión más adecuadas para acelerar la dinámica de los bosques hacia la madurez.

9. GLOSARIO

Se explican a continuación de forma concisa el sentido que se da en este documento a los términos más importantes:

- **Bosque:** ecosistema cuya fisionomía y estructura principal viene determinada por una formación arbolada más o menos continua. Compuesto por un mosaico de teselas o “rodales” en diferente estado sucesional, algunos de los cuales pueden ser de vegetación arbustiva o herbácea, debido a la acción de perturbaciones naturales. En conjunto, la dinámica a escala de bosque es de mosaico cambiante (*shifting mosaic*): el bosque está formado por un mosaico de teselas en diferente estado sucesional, o grado de maduración (o “fases”) desde rodales recién regenerados, rodales jóvenes, rodales en pleno desarrollo, hasta rodales senescentes. Estos últimos pueden ser finalmente sustituidos por rodales jóvenes o perpetuarse por periodos de tiempo más o menos largos.
- **Rodal:** sector del bosque de características estructurales, específicas y ecológicas relativamente homogéneas, que se distingue claramente de los otros sectores que le rodean. En bosques manejados, cada rodal suele contar con un uso preferente y un tratamiento específico en toda su extensión. En bosques no manejados los rodales se originan por la acción de perturbaciones con efecto sobre una extensión de tamaño mediano a grande; la dinámica del bosque tiene lugar en parches o teselas, en las que debido a derribos, incendios u otras perturbaciones se abren claros. En función del tamaño de estas teselas estaremos hablando de golpes, de bosquetes o de rodales. Por convención y como referencia, se puede tomar un tamaño mínimo de una hectárea, aunque lo habitual es que cuente con una superficie comprendida entre 5 y 50 ha.
- **Bosque primario:** aquel que no ha sido alterado por el hombre. Por definición, todo bosque primario debería ser maduro.
- **Bosque secundario:** bosque que en algún momento ha sido modificado por el hombre. Es objeto de debate si un bosque secundario puede llegar a tener las características del bosque primario si cesa la intervención humana.
- **Bosque maduro:** bosque cuya dinámica está libre de intervención humana, compuesto por rodales en todas las fases de desarrollo o madurez, singularmente con presencia de rodales en la “fase de senescencia”. Un auténtico bosque maduro debe tener tamaño suficiente para mantener los ciclos ecológicos y para que se dé el ciclo completo de fases de desarrollo, de modo que un determinado rodal viejo pueda ser reemplazado en el futuro por otro con la suficiente madurez para sustituirle en sus funciones. Es decir para poder mantener las características de bosque maduro a perpetuidad.
- **Bosque viejo:** Traducción de la expresión inglesa “*old-growth forest*” que realmente se refiere a una fase dinámica del rodal, y no a todo un bosque. En realidad es muy poco probable encontrar un bosque viejo en su totalidad, por lo que es más correcto “Bosque maduro”. Véase “*bosque maduro*” y “*rodal viejo*”.
- **Rodal viejo:** aquel que tiene “características de madurez”: presencia de árboles de gran tamaño, aperturas en el dosel de copas, presencia de golpes de regenerado, biomasa muerta en pie y en el suelo en cantidad significativa, presencia frecuente de microhábitats en los troncos de los grandes árboles, y ciclos ecológicos complejos y completos.

[Rodal viejo cultural]: rodal formado en su mayor parte por árboles viejos, resultado de un manejo histórico. Generalmente este último tipo de rodales viejos de origen antrópico carecerán de alguna o muchas de las características de madurez necesarias para poder considerarlo un rodal viejo, especialmente la dinámica poblacional natural. *Por ejemplo un oquedal de hayas o robles trasmochos, o una dehesa de encinas o alcornoques.*

10. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ANEX, 2008. *Revalorització i protecció dels boscos madurs de la Garrotxa*. ANEX, Delegació de la Garrotxa de la ICHN, 182 pp.
- ANTOR, R. J., GARCÍA, M. B., 1994. *Primeros datos sobre la estructura y dinámica del hayedo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Lucas Mallada 6: 9-15.
- BARNES, B. V., 1989. *Old-growth forests of the Northern Lake States: a landscape ecosystem perspective*. Natural Areas Journal 9: 45-47.
- BARTHOD, C., TROUVILLIEZ, J., 2002. *La protection des forêts dans la politique forestière française. Cas particulier des réserves intégrales*. Revue Forestière Française, LIV, 1-2002, pp. 7-16.
- BAUHUS, J., KLAUS, P., MESSIER, C., 2009. *Silviculture for old-growth attributes*. Forest Ecology and Management, 258 (2009), pp. 525-537. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>.
- BINKLEY, D., SISK, T., CHAMBERS, C., SPRINGER, J., BLOCK, W., 2007. *The role of old-growth forests in frequent-fire landscapes*. Ecology and Society 12(2): 18. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art18/>
- BLASI, C., BURRASCANO, S., MATURANI, A., SABATINI, F. M. (eds.), 2010. *Old-growth forest in Italy. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy*. Ministero dell'Ambiente e de la Tutela del Territorio y del Mare.
- BORMANN, F. H., LIKENS, G. E., 1994. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.
- BOSCH, O., GINÉ, L., RAMADORI, E. D., BERNAT, A., GUTIÉRREZ, E., 1992. *Disturbance, age, and size structure in stands of Pinus uncinata Ram*. Pirineos, 140: 5-14.
- BOYCE, S., 1995. *Landscape forestry*. John Wiley and Sons, New York, N.Y.
- BRAUMANDL, T. F., HOLY, R. F., 2000. *Refining definitions of old growth to aid in locating old-growth forest reserves*. Southern Interior Forest Extension and Research Partnership, Kamloops, B.C., pp. 41-4.
- BURRASCANO, S., KEETON, W. S., SABATINI, M., BLASI, C., 2013. *Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review*. Forest Ecology and Management 291 (2013) 458-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>.
- CAMPRODÓN J. 2008. *Elementos biológicos a tener en cuenta en la planificación forestal a escala de rodal y de paisaje*. Cuad Soc Esp Cienc.;27:79-86.
- CAREY, A. B., CURTIS, R. O., 1996. *Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management*. Wildlife Society Bulletin 1996, 24(4):610-620
- CARLETON, T., 2003. *Old growth in the Great Lakes forest*. Environmental Review 11:115-13.
- CARLETON, T. J., GORDON, A. M., 1992. *Understanding old-growth red and white pine dominated forests in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources.
- CHIRICI, G., NOCENTINI, S., 2010. *Old-growth forests in Italy: recent research developments and future perspectives*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (5): 475-480. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.01>.
- CORTÉS, C., FULÉ, P. Z., FALK, D. A., VILLANUEVA-DÍAZ, J., YOCOM, L. L., 2012. *Linking old-growth forest composition, structure, fire history, climate and land-use in the mountains of northern México*. Ecosphere 3(11):106. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00161.1>.
- CREAF, 2011. *Inventari dels boscos singulars de Catalunya*. <http://www.creaf.uab.es/BoscosSingulars/index.htm>
- DAY, R. J., CARTER, J. V., 1990. *Stand structure and sucesional development of the white pine and red pine communities in the Temagami forest*. Ontario Ministry of Natural Resources. 203 p.
- EEA, 2014. *Developing a forest naturalness indicator for Europe*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EGAN, D., 2007. *Conserving and restoring old growth in frequent-fire forests: cycles of disruption and recovery*. Ecology and Society 12(2): 23. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art23/>
- EUROPARC-España. 2013. Conclusiones del seminario "Gestión para la conservación de los hábitats forestales en la red natura 2000" Parc Natural de l'Alt Pirineu, 6-8 de noviembre de 2013.
- EUROPARC-España. 2014. Conclusiones del seminario "Evaluación del estado de conservación de los hábitats forestales en la red natura 2000: hacia una red de bosques de referencia". Alcalá de la Selva (Teruel), 29-31 de octubre de 2014
- FAO, 2012. Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Proceedings. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 22-25 January 2002

- FAO, 2013. *State of Mediterranean forest 2013*. . Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FIEDLER, C., FRIEDERICI, E. P., PETRUNCIO, M., DENTON, C., HACKER, W. D., 2007. *Managing for old growth in frequent-fire landscapes*. Ecology and Society 12(2): 20. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art20/>
- FLAQUER C, TORRE I, ARRIZABALAGA A. 2007. *Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales*. Conserv la biodiversidad, fauna Vertebr y gestión For. 2007:469-488.
- FRANKLIN, J. F., SPIES, T. A., 1991. *Ecological Definitions of Old-Growth Douglas-Fir Forests*. In: Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-285. Portland, OR: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, pp. 61-69.
- FRANKLIN, J. F., SPIES, T. A., VAN PELT, R., CAREY, A. B., THORNBURG, D. A., LINDENMAYER, D. B., HARMON, M. E., KEETON, W. S., SHAW, D. C., BIBBLE, K., CHEN, J., 2002. *Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example*. Forest Ecology and Management, Vol. 155 (2002), pp. 399-423.
- FRELICH, L.E. 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes, studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FRELICH, L. E., REICH, P. B., 2003. *Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests*. Environmental Review, 11: 9-22. <http://dx.doi.org/10.1139/a03-011>.
- GIL, E., VILLAR, L., LÓPEZ, F., 1989. *Sobre la estructura de un hayedo-abetal virgen en el pirineo occidental: la selva de Aztaparreta (Alto Roncal-Navarra)*. Acta biol. mont., 1989 (IX) : 225-236.
- GILG, O., 2005. *Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi*. Cahiers techniques de l'ATEN, 74. Montpellier. (Se ha utilizado su traducción al inglés: *Old-Growth forests: characteristics, conservation and monitoring*).
- GOLDBERG, E., KIRBY, K., HALL, J., LATHAM, J. 2007. *The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain*. Journal for Nature Conservation 15 (2007) 109—119
- HALKKA, A., LAPPALAINEN, L., 2001. *Insights into Europe's forests protection*. WWF-World Wide Fund For Nature, Gland, Switzerland.
- HIDALGO, J., VILA, J. 2013. *Les reserves forestals del programa Sèlvans. Resultats i perspectives*. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- HILBERT, J., WIENSCZYK, A., 2007. *Old-growth definitions and management: A literature review*. British Columbia Journal of Ecosystems and Management 8(1):15-31.
- HOLT, R. F., STEEGER, C., 1998. *An ecological methodology for old seral identification, assessment and ranking at a landscape scale, in the Nelson Forest Region: Phase II*. Kootenay Boundary Land Use Implementation Task Force, Nelson Forest Region, Nelson, B.C. Final report.
- HUNTER, M. L., 1989. *What constitutes an old-growth stand?* J For 87:33–35.
- KIMMINS, J. P., 2003. *Old-growth forest: an ancient and stable sylvan equilibrium, or a relatively transitory ecosystem condition that offers people a visual and emotional feast? Answer – it depends*. For Chron 79:429–440.
- KNEESHAW, D. D. Y BURTON, P. J., 1998. *Assessment of functional old-growth status: a case study in the Sub-boreal Spruce Zone of British Columbia, Canada*. Natural Areas Journal 18:293–308.
- LARRIEU, L., GONIN, P. 2010 L'indice de biodiversité potentielle ou IBP : un outil pratique au service de la biodiversité ordinaire des forêts. Forêt-entreprise n°190-Janvier 2010 <http://www.foretpriveefrancaise.com/ibp/>
- LOMBARDI, F., CHIRICI, G., MARCHETTI, M., TOGNETTI, R., LASERRE, B., CORONA, P., BARBATI, A., FERRARI, B., DI PAOLO, S., GIULIARELLI, D., MASON, F., IOVINO, F., NICOLACI, A., BIANCHI, L., MALTONI, A., TRAVAGLINI, D., 2010. *Deadwood in forest stands close to old-growthness under Mediterranean conditions in the Italian Peninsula*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (5): 481-504. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.02>.
- LOMBARDI, F., CHERUBINI, P., TOGNETTI, R., COCOZZA, C., LASERRE, B., MARCHETTI, M., 2013. *Investigating biochemical processes to assess deadwood decay of beech and silver fir in Mediterranean mountain forests*. Annals of Forest Science (2013) 70:101–111. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-012-0230-3>.
- LONSDALE D, PAUTASSO M, HOLDENRIEDER O. *Wood-decaying fungi in the forest: Conservation needs and management options*. Eur J For Res. 2008;127(1):1-22. doi:10.1007/s10342-007-0182-6.
- LORBER D., VALLAURI, D., 2007. *Contribution à l'analyse des forêts anciennes de Méditerranée. 1. Critères et indicateurs du gradient de naturalité*. Rapport WWF, Marseille, 95 pages.

- MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya*. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- MANSOURIAN, S., ROSSI, M., VALLAURI, D., 2013. *Ancient Forests in the Northern Mediterranean: Neglected High Conservation Value Areas*. Marseille: WWF France, 80 p.
- MARCOT, B. G., HOLTHAUSEN, R. S., TEPLY, J., CARRIER, W. D., 1991. *Old-growth inventories: status, definitions, and visions for the future*. In: *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests*. Ruggiero L. F., Aubry K. B., Carey A. B., Huff M. H. (technical coordinators). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Portland, Ore. General Technical Report PNW-285.
- MCPFE, 2007. *State of Europe's forests 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe*. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe MCPFE Liaison Unit Warsaw, Poland.
- MÉNDEZ, M. *Los insectos saproxílicos: qué sabemos y qué nos gustaría saber*. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, nº 44 (2009): 505–512.
- MESSIER, C., KNEESHAW, D. D., 1999. *Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest*. Forestry Chronicle 75(6):929–938.
- MONTSERRAT, J., 2013. *Estat de conservació dels boscos madurs de Catalunya*. L'Atzavara, 22: 73-78.
- MOSSELER, A., LYND, J. A., MAJOR, J. E., 2003. *Old-growth forests of the Acadian Forest Region*. Environ Rev 11:S47-S77.
- MUÑOZ, P., SCHWENDTNER, O., 2005. *La selvicultura hacia bosques maduros, herramienta para la conservación de la biodiversidad en los hayedos de Navarra*. Primeras Jornadas Técnicas sobre árboles viejos, bosques maduros y su biodiversidad. <http://www.arbolesviejos.org/documentos>.
- NOCENTINI, S. 2010. *Old-growth forests in Italy: inputs for forest management and planning in areas with long-standing human impact*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (5): 545-555. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.06>.
- OLIVER, C. D., LARSON, B. C., 1996. *Forest stand dynamics. Update edition*. John Wiley and Sons, Inc.
- PALAU, J., GARRIGA, M., 2013. *Inventari i conservació de boscos madurs al Parc Natural del Alt Pirineu*. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya*. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMANN, M., RIENK-JAN BIJLSMA, R., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M. T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K., VIRTANEN, R., 2010. *Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe*. Conservation Biology, Volume 24, No. 1, 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- PAILLET, Y., C. PERNOT, V. BOULANGER, N. DEBAIVE, M. FUHR, O. GILG, F. GOSSELIN. 2015. *Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France*. Forest Ecology and Management 346 (2015) 51–64.
- ROSSI, M., VALLAURI, D. 2013. *Evaluer la naturalité. Guide pratique, version 1.2*. WWF, Marseille, 154 pag. <http://www.foretsanciennes.fr/wp-content/uploads/Rossi-Vallauri-2013.pdf>
- ROTHERHAM, I. D., 2011. *A landscape history approach to the assessment of ancient woodlands*. En: WALLACE, E. B. (ed.), 2011. *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*. Nova Science Publishers.
- ROZAS, V., 2001. Dinámica forestal y tendencias sucesionales en un bosque maduro de roble y haya de la zona central de la Cornisa Cantábrica. Ecología, Nº 15, 2001, pp. 179-211.
- ROZAS, V., 2004. *A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain*. Forest Ecology and Management 195 (2004) 205-219.
- ROZAS, V., 2005. *Heterogeneidad estructural y patrones espaciales en un bosque caducifolio maduro: implicaciones para la restauración y la gestión sostenible*. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), Actas 4º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza. Tomo 1, pág. 145.
- ROZAS, V., FERNÁNDEZ, J. A., 2000. *Competition, mortality, and development of spatial patterns in two Cantabrian populations of Fagus sylvatica L.* Anales del Jardín Botánico de Madrid, 58 (1) 2000, pp. 117-131.
- SALA, O. E., JACKSON, R. B., MOONEY, H. A., HOWARTH, R. W., 2000. *Methods in ecosystem science*. Springer, New York.
- SANITJAS, A., 2013. *Inventari de rodals amb un cert grau de maduresa i reserves forestals al Parc Natural del Montseny*. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya*. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.

- SCHWENDTNER, O., RECALDE, I., ALCALDE, J. T., GÓMEZ, J., CÁRCAMO, S., 2005. *Importancia de los árboles senescentes y la madera muerta en la gestión de los bosques naturales*. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), *Actas 4º Congreso Forestal Español*. CD-Rom. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza. Tomo 1, pág. 146.
- SCHWENDTNER, O., CÁRCAMO, S., 2010. *Bosques viejos y árboles viejos: importancia para la fauna*. En: JORDÁN, F. M., MARTÍNEZ, C. (coords.), 2010. *Gestión y conservación de la fauna salvaje*. IV Encuentro del día forestal mundial. Ayuntamiento de Ponferrada.
- SCHWENDTNER, O., 2014. *Los hayedos maduros como referencia para la gestión selvícola*. *Navarra Forestal*, 33: 10-13..
- SCHULZE, E. D, WIRTH, C., MOLLICONE, D., ZIEGLER, W., 2005. *Succession after stand replacing disturbances by fire, windthrow and insects in the dark Taiga of Central Siberia*. *Oecologia* 146:77–88
- SPIES, T. A., 2004. *Ecological concepts and diversity of old-growth forests*. *Journal of Forestry*, 102: 14-20.
- SPIES, T. A., FRANKLIN, J. F., 1988. *Old-growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington*. *Natural Areas Journal* 8:190–201.
- SPIES, T. A., FRANKLIN, J. F., 1996. *The diversity and maintenance of old-growth forests*. En: SZARO, R. C., JOHNSTON, D. W. (eds.), 1996. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press. New York. 778 p.
- TÍSCAR P.A. 2006. *La gestión próxima a la naturaleza en el nuevo paradigma de la ciencia forestal*. En: TÍSCAR P.A. (coord.): *La Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza*. Prosilva, pp. 15-39.
- TISCAR, P. A., LINARES, J. C., 2011. *Pinus nigra subsp. salzmannii forests from southeast Spain: using structure and process information to guide management*. En: FRISIRAS, C. T. (ed.), 2011. *Pine Forest: Type, threats and management*. Nova Science Publishers.
- VALLAURI, D., GREL, A., GRANIER, E., DUPOUEY, J. L., 2012. *Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles*. Rapport WWF/INRA, Marseille, 64 pages + CD.
- VV.AA., 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- WELLS, R. W., LERTZMAN, K. P., SAUNDERS, S. C., 1998. *Old-growth definitions for the forests of British Columbia, Canada*. *Nat Areas J* 18:279–292
- WIRTH C, MESSIER C, BERGERON Y, FRANK D, FANKHÄNEL A. 2009. *Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View*. In: Wirth Christian et al, ed. *Old-Growth Forests*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag; 2009:11-33. doi:10.1007/978.



Grupo de trabajo en la reunión de Alt Pirineu (Noviembre 2013).